

Utilisation des mésocosmes pour le contrôle des dangers liés aux produits chimiques

Eric Thybaud

▶ **To cite this version:**

Eric Thybaud. Utilisation des mésocosmes pour le contrôle des dangers liés aux produits chimiques. Séminaire Euroforum "Ecotoxicologie. Evaluez les risques" 1998, Oct 1998, Paris, France. pp.67-109. ineris-00972148

HAL Id: ineris-00972148
https://ineris.hal.science/ineris-00972148

Submitted on 3 Apr 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UTILISATION DES MESOCOSMES POUR LE CONTROLE DES DANGERS LIES AUX PRODUITS CHIMIQUES

E. THYBAUD

INERIS - PARC TECHNOLOGIQUE ALATA - 60550 VERNEUIL-EN-HALATTE

A l'heure actuelle, l'écotoxicité et le comportement des substances chimiques dans l'environnement sont évaluées à l'aide de méthodes de laboratoire conventionnelles et standardisées.

Sans remettre en cause l'intérêt de tels outils dans le cadre d'une démarche de classification des substances chimiques, force est de constater leur faible représentativité écologique. Ceci conduit à utiliser des facteurs d'incertitude plus ou moins importants lors de l'utilisation de ces résultats de laboratoire dans le cadre d'un processus d'évaluation des risques.

Dans le but de diminuer ces facteurs, les écotoxicologues ont été conduits à se rapprocher de leurs collègues écologues et à utiliser des moyens d'essais développés par ceux-ci depuis de nombreuses années, les mésocosmes, pour étudier les processus écotoxicologiques fondamentaux tels que l'influence des éléments minéraux nutritifs sur la productivité piscicole des eaux douces.

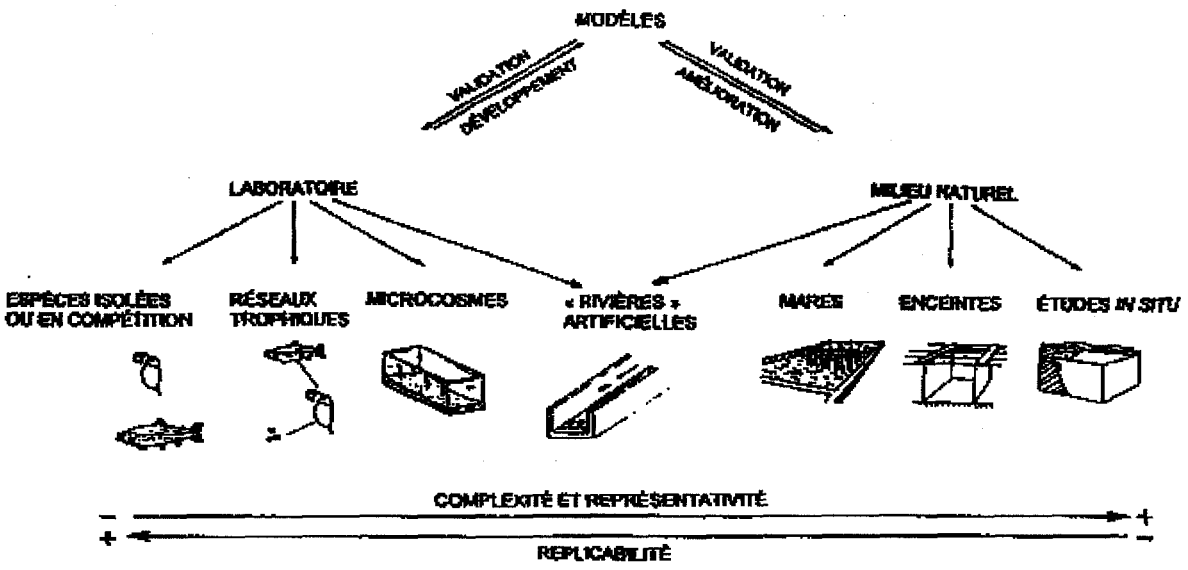
Les mésocosmes, du grec *meso* : milieu, et *kosmos* : monde, constituent selon la définition de Odum (1984), des écosystèmes artificiels placés dans des conditions environnementales naturelles. Ils présentent donc une complexité intermédiaire entre la simplification que représentent les essais de laboratoire et l'extrême complexité des écosystèmes naturels (figure 1).

Ces dispositifs expérimentaux permettent donc d'étudier de façon concomitante, les effets des contaminants ou de leurs produits de dégradation sur des populations ou des communautés simplifiées et le devenir et le comportement de ces contaminants dans des conditions propres aux biotopes naturels.

Ces installations permettent donc le contrôle de critères variables (nature du biotope, composition des communautés) au sein d'une expérimentation réalisée en milieu complexe.

Séminaire Euroforum « Ecotoxicologie. Evaluez les risques », Paris, 13-14 octobre 1998, p. 67-109

Figure 1 : Les différents modèles d'études utilisés en écotoxicologie



Des dispositifs de taille et de volume très variés ont été développés dans le but d'étudier les propriétés écotoxicologiques de divers contaminants potentiels de l'environnement (tableau 1).

Tableau 1 : Variabilité des dispositifs expérimentaux utilisés (d'après Kosinski, 1989)

Caractéristiques	Moyenne ou pourcentage
Nombre de canaux par expérience	4 (1-32)
Nombre de traitements	3 (1-12)
Longueur des canaux	7 m (1-100)
Vitesse du courant	10 cm s^{-1} (0-74)
Habitat	50% courant et calme 50% habitat unique
Circulation d'eau	59% système ouvert 22% recirculation complète 19% recirculation partielle
Situation	60% extérieur 26% intérieur avec lumière artificielle 14% intérieur sous serre
Temps de maturation	50 jours (7-1095)
Exposition	86% continue 14% ponctuelle
Organisme	58% macroinvertébrés 54% périphyton 23% poissons

En ce qui concerne les mares artificielles, les volumes varient de 2 à plus de 1 000 m^3 tandis que pour les rivières artificielles les longueurs varient de moins de 1 mètre à plus de 500 m.

Cette variabilité de conception recouvrant des situations environnementales très diverses conduit à une difficulté extrême d'une part d'interprétation et d'autre part d'utilisation des données issues de telles expérimentations.

Dans ces conditions, une standardisation des paramètres structurants majeurs est nécessaire.

A l'heure actuelle, deux tentatives ont été conduites, l'une par la SETAC Europe (1992) (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) l'autre par l'OCDE (1996) (Organisation de Coopération Economique et de Développement). Dans les deux cas, les travaux ont porté sur des dispositifs d'eaux stagnantes ou mésocosmes lentiques.

Le premier aspect à prendre en considération est celui de la taille des dispositifs expérimentaux. Celle-ci est souvent prise en compte comme critère permettant de différencier les mésocosmes des microcosmes. Ainsi il est classiquement admis que le terme mésocosme est réservé aux installations présentant un volume supérieur à 15 m^3 pour les mares artificielles et à 15 m pour les rivières artificielles (SETAC Europe 1992, Heimbach 1994).

En fait cette classification est basée sur le fait que la taille de l'installation va directement conditionner son degré d'autosuffisance, c'est à dire sa capacité à fonctionner sans apports extérieurs autre que les apports naturels (Voschell 1990, Bélanger 1997).

Ce degré d'autosuffisance est conditionné par la nature et la quantité des différents éléments nécessaires à un fonctionnement autonome sur une période de temps donnée.

La taille de l'installation va donc directement influer en terme de durée (court ou long terme) et de nature des effets (aigus ou chroniques) ou des populations et communautés étudiées.

Ainsi les installations de petite taille (1 - 5 m^3) sont adaptées pour des études à court terme (1 mois) prenant en compte des critères d'effets aigus (tableau 2) (SETAC Europe 1991, OCDE 1996).

Tableau 2 : Critères d'effets pris en compte dans les études court terme (1mois) selon SETAC Europe (1991) et OCDE (1996)

TAXON	Critère d'effet
Poisson	CL50, % de mortalité
Zooplancton	Abondance des taxons majeurs
Phytoplancton	Concentration en chlorophylle a

En revanche, les dispositifs expérimentaux de grande taille (≥ 25 m^3) permettent la réalisation d'études à long terme (1 à 6 mois) prenant en compte des effets de type sublétaux tel que des inhibitions de croissance ou des altérations de comportement (Tableau 3) (SETAC Europe 1991, OCDE 1996).

Tableau 3 : Critères d'effets pris en compte dans les études de long terme (1-6 mois) selon SETAC Europe (1991) et OCDE (1996)

TAXON	Critère d'effet
Poisson	Croissance, comportement
Zooplancton - Macroinvertébrés	Dominance , diversité
Macrophytes	Biomasse, % de recouvrement

Par ailleurs, la taille des installations doit être telle que le plan d'échantillonnage nécessaire à l'étude ne perturbe pas la structure et le fonctionnement des systèmes expérimentaux (Lalli 1990).

La taille des dispositifs doit donc être un compromis entre la taille assurant une autosuffisance optimale et celle permettant une reproductibilité acceptable.

A l'heure actuelle, il peut être considéré que la taille optimale pour les études à long terme est comprise entre 10 et 20 m^3 pour les mares artificielles et entre 10 et 20 m de longueur pour les rivières artificielles.

La forme des dispositifs expérimentaux conditionne l'importance de l'effet de paroi pouvant entraîner par là même un facteur d'hétérogénéité non négligeable entre les diverses installations.

Ainsi les parois ont elles tendance à favoriser le développement d'organismes encroutants tel que le périphyton. Cette communauté fixée est susceptible d'absorber une partie du polluant diminuant de ce fait la concentration en toxique dans le milieu étudié. Par ailleurs, le métabolisme de cette communauté modifie les caractéristiques de la colonne d'eau et en particulier la concentration en oxygène dissous et celles de divers éléments nutritifs.

Dans ces conditions, il est conseillé que les parois des mésocosmes soient légèrement inclinées de façon à limiter le développement de ces communautés.

Dans tous les cas, dès lors que ces effets de parois sont prévisibles, ils doivent être pris en compte dans le schéma expérimental.

Enfin la réalisation de ces dispositifs expérimentaux fait appel à des matériaux de construction de natures diverses, tel que films de caoutchouc, de polyéthylène ou de PVC dans le béton ou de fibres de verre.

Quel que soit le matériau choisi, il convient de tester a priori sa nocivité vis-à-vis des organismes vivants ainsi que son influence sur le comportement du polluant testé.

En effet, certain matériaux comme le caoutchouc ou certains PVC sont susceptibles de relarguer dans l'eau divers composés plus ou moins toxiques tel que le zinc pour le caoutchouc ou le cadmium et des phtalates pour certains types de PVC.

COMPOSANTES ABIOTIQUES

Si la composition d'un mésocosme est fonction des objectifs de l'étude, il n'en demeure pas moins qu'un certain nombre de constituants s'avère indispensables. Il s'agit en particulier des composants du biotope que sont l'eau et les sédiments.

En ce qui concerne l'eau, son origine peut être diverse, eau du réseau de distribution, eau souterraine ou eau de surface.

Dans le premier cas, du fait de la présence de produits de traitement et en particulier de chlore, un vieillissement de 48 heures préalablement à l'introduction des organismes vivants doit être envisagé (SETAC Europe 1991).

Lors de l'utilisation d'une eau de surface, divers paramètres devront être pris en considération. Parmi ceux-ci, la teneur en particules en suspension devra faire l'objet d'un suivi et si possible d'un contrôle afin de limiter les phénomènes de sédimentation dus au plus faible débit de l'eau dans les mésocosmes (Rodgers *et al.*, 1996).

Par ailleurs, l'introduction d'eau de surface peut s'accompagner de celle d'organismes indésirables tel que des oeufs ou de jeunes alevins de poisson. De plus la présence dans

ces eaux d'organismes planctoniques (phyto ou zooplancton) peut entraîner un facteur d'hétérogénéité entre les diverses installations. Dans ces conditions, une filtration préalable des eaux (SETAC Europe, 1991) et/ou un mélange de celle-ci avant la répartition dans les différents systèmes peuvent s'avérer indispensables (Touart, 1988 ; Hill *et al.*, 1994).

L'utilisation de sédiments naturels provenant d'un écosystème non contaminé fait maintenant l'objet d'un consensus (SETAC Europe, 1991 ; OCDE, 1996).

En effet, du fait de leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques, leur utilisation rend les mésocosmes rapidement fonctionnels.

En revanche, une caractérisation physico-chimique et structurale de ces sédiments est nécessaire avant toute utilisation.

Une attention toute particulière doit être apportée à la répartition granulométrique des sédiments, celle-ci ayant une influence non négligeable pour la colonisation par certains invertébrés.

Bien que présentant de nombreux avantages, l'utilisation de sédiments naturels n'est pas sans poser divers problèmes et en particulier ceux relatifs à leur disponibilité en quantité suffisante dans le temps et ceux concernant la présence au sein de ceux-ci d'organismes pouvant entraîner du fait de leur prolifération, un déséquilibre dans la structure de l'écosystème.

Pour tenter de limiter ces phénomènes, l'utilisation d'un mélange de sédiment naturel et de sédiment artificiel pourrait être un bon compromis.

La hauteur de sédiment introduit est fonction des installations envisagées. Dans tous les cas celle-ci devra être supérieure à 5-10 cm (SETAC Europe, 1991 ; OCDE, 1996).

COLONISATION

Au sein des mésocosmes doivent être présentés, outre des populations animales ou végétales nécessaires aux objectifs de l'étude, des organismes représentatifs des écosystèmes aquatiques naturels simulés.

Ainsi au niveau de la flore, devront être présentés des populations représentatives du phytoplancton naturel. Celui-ci sera soit introduit sous forme d'inoculum soit fera l'objet d'une colonisation naturelle.

Les macrophytes quant à eux seront soit introduits avec le sédiment naturel soit plantés.

Dans tous les cas, ces organismes ne devraient pas occuper plus de 25% de la masse d'eau. Si un faucardage de ces végétaux est nécessaire il devra être réalisé dans la mesure du possible avant tout traitement (SETAC Europe, 1991).

Les végétaux flottants type lentille d'eau ne devront pas occuper plus de 1% de la surface de l'installation au moment du traitement.

En ce qui concerne la communauté zooplanctonique, celle-ci devra renfermer des populations de rotifères et de crustacés (cladocères et copépodes) (SETAC Europe, 1991).

Les macroinvertébrés quant à eux seront représentés dans la mesure du possible par des annélides, des crustacés, des gastéropodes et des larves d'insectes.

Enfin, lorsque le volume des installations le permet des populations de poissons pourront être introduites dans les dispositifs. Celles-ci feront l'objet soit d'étude de mortalité, dans le cas des expérimentations court terme (< 1 mois) soit d'étude de croissance.

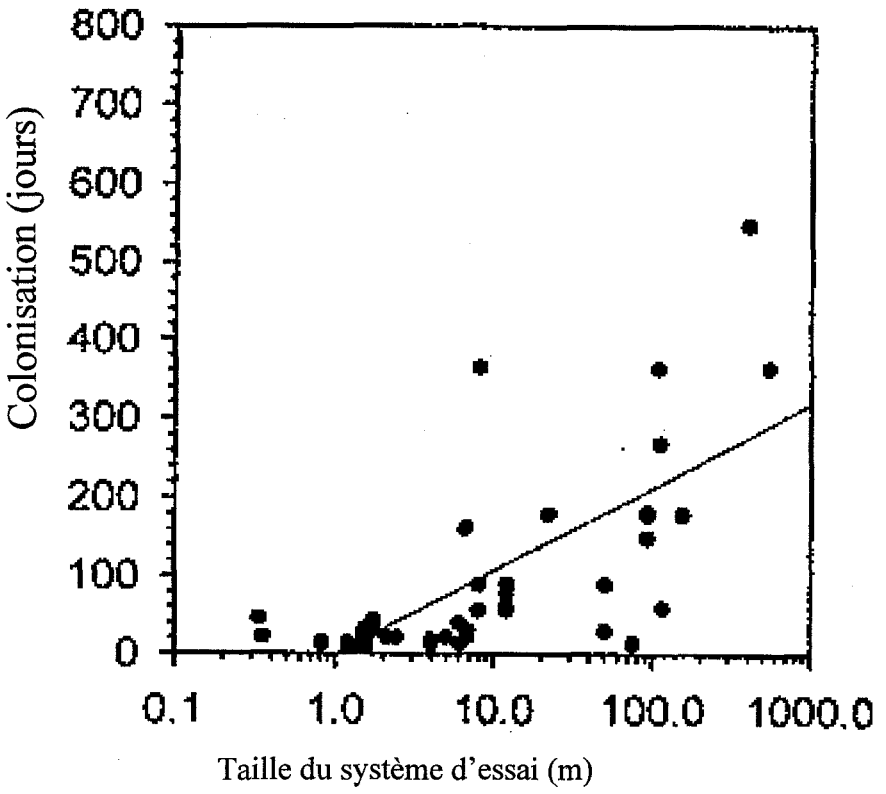
Dans tous les cas, la charge biotique ne devra pas excéder 50 g de poisson par m^3 d'eau (SETAC Europe, 1991) et il faudra veiller à ce que la pression de prédation induite par ces organismes ne mette pas en péril l'équilibre des communautés vivantes présentes dans les mésocosmes.

PHASE DE MATURATION

Préalablement au démarrage de l'étude proprement dite, une phase de maturation des différentes installations est nécessaire. Celle-ci a pour objectif l'homogénéisation des paramètres physico-chimiques et des communautés vivantes au sein des divers dispositifs.

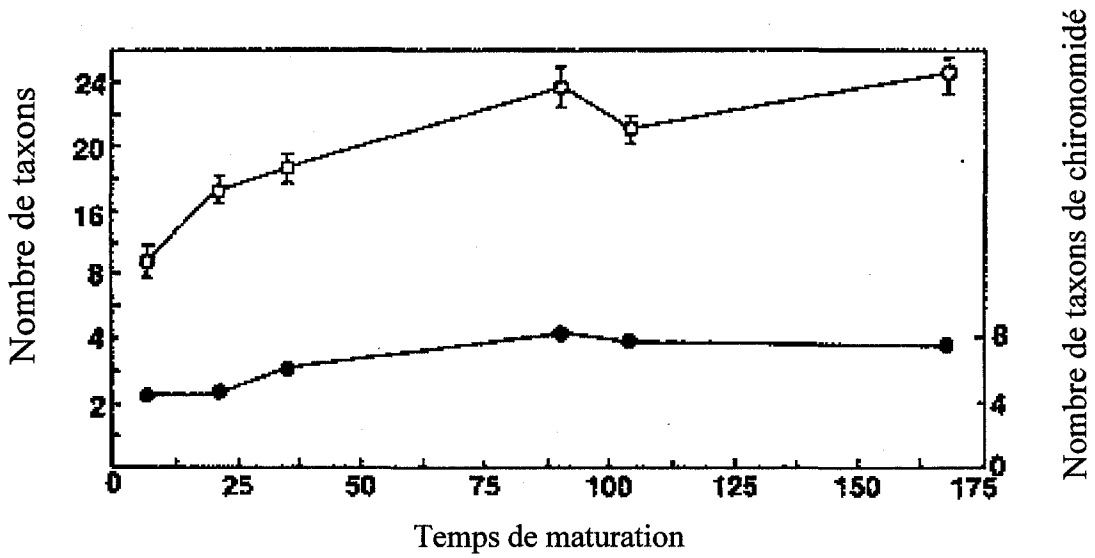
Sa durée est fonction de la taille de l'installation (Figure 2), celle-ci s'échelonne de quelques heures à plusieurs mois pour les installations les plus grandes, le temps médian étant d'environ 50 jours. Selon les experts de la SETAC, la densité des communautés de micro et macro-invertébrés ainsi que celle de producteurs primaires se stabilise en 2 à 4 semaines.

Figure 2 : Durée de la phase de maturation en fonction de la taille des installations (Bélanger, 1997)



Pusey *et al.* (1994) quant à eux, observent qu'après 7 jours la richesse taxonomique moyenne de macro-invertébrés est de 13 taxons par canal artificiel tandis qu'elle est de 18 taxons après 35 jours. Celle-ci se stabilise à 23-25 taxons après 90 jours (Figure 3).

Figure 3 : Evolution du nombre de taxons en fonction du temps de maturation (Pusey et al., 1994)



APPROCHES EXPERIMENTALES

Deux approches expérimentales reposant sur des analyses statistiques différentes peuvent être envisagées, l'une par régression, l'autre par analyse de variance.

L'approche par régression est appropriée lorsque la relation dose-réponse est de type monotone. Cette méthode n'impose pas l'emploi de réplicats pour chaque traitement. En revanche, elle nécessite qu'une réponse soit enregistrée pour au moins trois doses différentes.

L'utilisation de l'analyse de variance est conseillée pour comparer différents produits entre eux ou lorsque la relation effet-dose n'est pas monotone.

Les résultats obtenus pour chaque traitement sont alors comparés directement avec ceux enregistrés dans les milieux témoins. Un minimum de 3 réplicats par concentration est nécessaire pour une telle analyse.

Dans tous les cas, la répartition des mésocosmes traités et non traités sur la plate forme expérimentale doit se faire de façon aléatoire.

CONDITIONS DE TRAITEMENT

La méthode de contamination utilisée doit dans la mesure du possible être représentative de la voie d'entrée du contaminant dans l'environnement. En effet, le mode d'introduction du polluant dans les mésocosmes peut avoir une grande influence sur le comportement, le devenir de la substance ainsi que sur l'exposition des organismes.

Si l'objectif de l'expérimentation est l'étude de l'influence du ruissellement, le contaminant sera introduit sous forme d'un mélange avec de l'eau et du sol. Le ratio sol-

eau devra préférentiellement être basé sur le ratio susceptible d'être rencontré en milieu naturel.

Ce mélange sera introduit en un ou plusieurs points du mésocosme.

Que ce soit en mésocosme lotique ou lentique, l'introduction du contaminant peut se faire sous forme unique ou répétée.

En mésocosme lotique, l'introduction unique correspond à une exposition des organismes au contaminant pendant une courte période de temps, ce qui sauf dans le cas des composés très toxiques n'entraînera que peu d'impact sur ces organismes. Dans la majorité des études, c'est donc un mode de contamination chronique qui est utilisé.

En mésocosme lentique, l'introduction unique sera utilisée pour l'étude d'un phénomène aigus, tandis que l'introduction répétée le sera dans le cas de l'étude de phénomènes chroniques.

Le choix des concentrations d'étude est fonction de l'objectif de l'étude, impact sur l'ensemble des communautés animales et végétales ou impact sur une communauté particulière.

Dans le premier cas, les concentrations seront déterminées en fonction des concentrations prévisibles dans l'environnement, celles-ci étant déterminées soit à partir de modèle de devenir dans l'environnement (Mackay *et al.*, 1983) soit à partir des concentrations de rejets dans l'environnement.

Dans le cas d'une étude de l'impact sur une communauté donnée, les concentrations d'étude seront choisies en fonction du mode d'action de la molécule (Graney *et al.*, 1994).

DUREE DE L'EXPERIMENTATION

La durée de l'expérimentation est fonction des objectifs de l'étude (tableau 4), et du type de système expérimental utilisé (figure 4).

Dans la mesure du possible, la durée d'expérimentation sera déterminée en fonction des informations disponibles sur la substance étudiée, telles que toxicité et taux de dégradation biotique et abiotique.

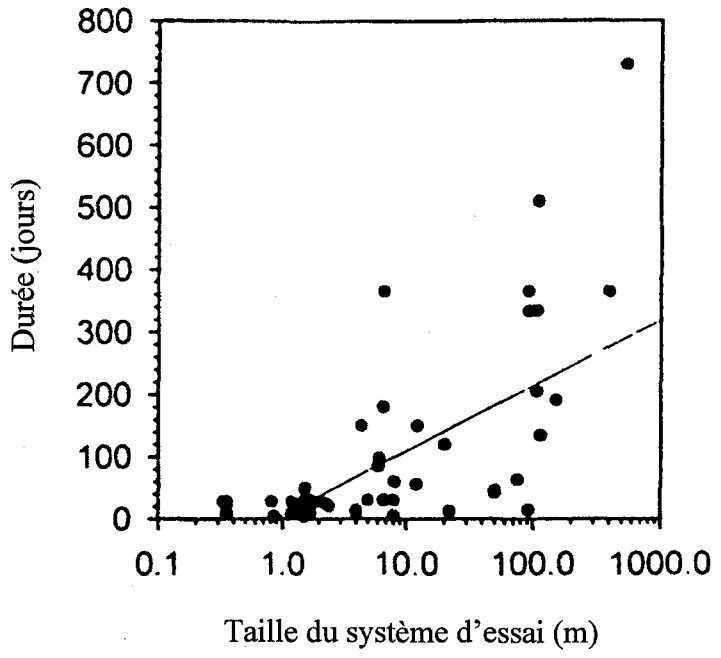
Celle-ci est également dépendante du mode et de la fréquence d'application de la substance.

Dans tous les cas, l'expérimentation devra si possible se poursuivre sur une période suffisamment longue pour pouvoir étudier les effets directs et indirects de la substance.

Tableau 4 : Critères d'étude en fonction de la durée (d'après OCDE, 1996 ; SETAC Europe, 1991)

Etude court terme (≤ 1 mois)	- Toxicité aiguë - Devenir de la substance
Etude long terme (> 6 mois)	- Toxicité chronique - Devenir de la substance

Figure 4 : Durée des expérimentations en fonction de la taille des installations (Bélanger, 1997)



CRITERES DE VALIDITE

L'utilisation de telles études dans un cadre réglementaire nécessite un consensus large autour des critères de validité de celles-ci.

A l'heure actuelle, seule l'OCDE a proposé de tels critères et ce uniquement dans le cas des mésocosmes lentiques.

Selon les experts de l'OCDE, une étude en mésocosme peut être considérée comme valide si :

- Une relation effet-dose est observée,
- Une concentration sans effet par rapport au témoin est utilisée,
- La mesure de la substance au cours du temps est réalisée,
- Les paramètres physico-chimiques de l'eau sont déterminés,
- Et enfin, si la durée de l'étude est suffisante pour étudier la résistance des organismes vivants.

EXEMPLES D'UTILISATION

De très nombreuses études en mésocosmes ont été réalisées jusqu'à présent. Ainsi Bélanger en 1997 a t-il pu en référencer 276.

Celles-ci concernent de très nombreuses substances telles que des HAP, des pesticides, des détergents, ou des métaux (zinc, cuivre, aluminium, cadmium) ou des effluents industriels.

PLACE DES MESOCOSMES DANS LA PROCEDURE D'EVALUATION DES RISQUES

A l'heure actuelle, l'évaluation des risques liés à l'utilisation des substances chimiques est réalisée au moyen d'une comparaison entre la concentration prévisible dans l'environnement (PEC) et la concentration prévisible sans effet (PNEC), le rapport PEC/PNEC permettant d'évaluer le niveau de risque potentiel.

La PNEC est actuellement évaluée à partir de données de toxicité issues d'expérimentations de laboratoire réalisées dans des conditions conventionnelles et standardisées sur un petit nombre d'espèces considérées comme représentatives des écosystèmes aquatiques. Ces résultats sont ensuite pondérés par des facteurs de sécurité fonction de la nature et du nombre de données disponibles (Tableau 5).

Tableau 5 : Facteurs d'incertitude pour la détermination de la PNEC

Nature des données	Facteur d'incertitude
3 données de toxicité aiguë (CL50) (algue, daphnie, poisson)	1000
1 donnée toxicité chronique (NOEC) (daphnie ou poisson)	100
2 données de toxicité chronique (NOEC) (algue et/ou daphnie et/ou poisson)	50
3 données de toxicité chronique (NOEC) sur 3 espèces représentatives de trois niveaux trophiques	10

Les mésocosmes peuvent être utilisés dans ces conditions pour diminuer les facteurs d'incertitudes employés, dans la mesure où ils permettent de déterminer les effets de ces substances simultanément sur un grand nombre d'espèces dans des conditions environnementales plus réalistes.

Le réalisme écologique de ces dispositifs est la question centrale dans le cadre de leur utilisation à des fins d'évaluation des risques. En effet, celui-ci doit être le plus important possible tout en permettant une répétabilité des expérimentations.

Ainsi, si les dispositifs de grande taille présentent un réalisme écologique important, en revanche leur utilisation et la réalisation de réplicats sont particulièrement délicates.

A l'inverse, il est plus aisé de réaliser des études en réplicats sur de petites installations mais leur degré de réalisme écologique est faible (Pusey *et al.*, 1994 ; Kosinski, 1989).

Les mésocosmes peuvent également être utilisés pour améliorer les modèles de devenir et de comportement des substances chimiques en milieu aquatique (Hommen et Ratte, 1994 ; Ratte *et al.*, 1994).

La question de leur utilisation dans le cadre réglementaire reste une question ouverte.

Ainsi si le recours obligatoire à de telles expérimentations lors de la mise sur le marché de produits phytosanitaires a été suspendu en 1992 aux Etats-Unis du fait des nombreux problèmes économique et scientifiques posés par leur utilisation (Shaw et Kennedy, 1996) il n'en demeure pas moins que leur utilisation permet d'introduire une dimension écologique dans l'évaluation du risque par une substance chimique.

Dans tous les cas, ce type d'expérimentation ne devra être utilisé qu'en deuxième intention à la suite de la mise en évidence d'un risque potentiel en milieu aquatique.

EN CONCLUSION

Bien que d'utilisation délicate, les mésocosmes présentent un intérêt incontestable dans le cadre d'une part de l'évaluation des risques et d'autre part de l'acquisition de connaissances fondamentales sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

Néanmoins, en vue de leur utilisation dans le domaine réglementaire, il est nécessaire de tirer les enseignements du passé afin de pouvoir proposer des installations et des protocoles d'études plus rationnels et standardisés.

BIBLIOGRAPHIE

Bélanger S.E. (1997). Literature review and analysis of biological complexity in model stream ecosystems : Influence of size and experimental design. Ecotox. Environ. Saf. 36, 1-16.

Graney *et al.* (1994). Aquatic Mesocosms Studies in Ecological Risk Assessment. Boca Raton FL : Lewis Publishers.

Heimbach F. (1994). Methodologies of aquatic field tests : system design for field tests in still waters. In : Hill I.R., Heimbach F., Leeuwangh P. et Matthiessen P. (eds.), Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals; Boca Raton FL : Lewis Publishers, pp. 141-150.

Hill *et al.* (1994). Freshwater Field Tests for Hazard Assessement of Chemicals. Boca Raton FL : Lewis Publishers.

Hommen U. et Ratte H-T. (1994). Application of a plankton simulation model to outdoor-microcosm case studies. In : Hill I.R., Heimbach F., Leeuwangh P. et Matthiessen P. (eds.). Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals. Boca Raton FL : Lewis Publishers, pp. 493-502.

Kosinski R.J. (1989). Artificial streams in ecotoxicological research. In : Boudou A. et Ribeyre F. (eds.). Aquatic Ecotoxicology : Fundamental Concepts and Methodologies, Vol. I, Boca Raton FL : CRC Press, PP. 297-319.

Lalli C.M. (1990). Enclosed Experimental Marine Ecosystems : A Review and Recommendations. New York : Springer Verlag.

Mackay *et al.* (1983). A quantitative water, air, sediment interaction (QWASI) fugacity model for describing the fate of chemicals in lakes. Chemosphere 12, 981-997.

OCDE (1996). OECD Guidelines for Testing of Chemicals. Draft proposal for a guidance document. Freshwater Lentic Field Tests.

Odum E.P. (1984). The mesocosm. BioScience 34, 558-562.

Pusey *et al.* (1994). An Outdoor Replicated Artificial Stream System : Design, Operating Conditions, and Initial Invertebrate Colonization. Ecotoxicology and Environmental Safety 27, 177-191.

Ratte *et al.* (1994). Modelling of aquatic field tests for hazard assessment. In : Hill I.R., Heimbach F., Leeuwangh P. et Matthiessen P. (eds.). Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals. Boca Raton FL : Lewis Publishers, pp. 399-423.

Rodgers *et al.* (1996). Design and construction of model stream ecosystems. Ecotoxicol. Environ. Saf. 33, 30-37.

SETAC Europe (1991). Guidance document on testing procedures for pesticides in freshwater mesocosms. From the workshop « A meeting of experts on guidelines for

static field mesocosm tests ». Held at Monks Wood Experimental Station Abbotts Ripton, Huntingdon, UK. 3-4 July 1991.

SETAC-Europe (1992). Proceedings of a workshop on aquatic microcosms for ecological assessment of pesticides (Wintergreen, Virginia, USA, Octobre 1991). SETAC Foundation for Environmental Education and the RESOLVE Program of the World Wildlife Fund.

Shaw J.L. et Kennedy J.H. (1996). The use of aquatic field mesocosm studies in risk assessment. Environ. Toxicol. Chem. 15, 605-607.

Touart L.W. (1988). Aquatic Mesocosm Test to Support Pesticide Registrations. Hazard Evaluation Division Technical Guidance Document. U.S. E.P.A., Washington, Rept n° US-EPA/540/09-88-035, 35 pp.

Voschell J.R. Jr. (1990). Introduction and overview of mesocosms. In : Cuffney T.F. (ed.), Experimental Ecosystems : Applications to Ecotoxicology, Technical Information Workshop, North American Benthological Society, Blacksburg : Virginia Polytechnic Institute and State University, 14 pp.